

# Die nordwestliche Diepholzer Moorniederung als Rast- und Überwinterungsgebiet für Sing- und Zwergschwäne (*Cygnus cygnus*, *C. bewickii*) 2000/2001 bis 2017/2018

Volker Blüml, Hermann Dirks & Holger Schürstedt

BLÜML, V., H. DIRKS & H. SCHÜRSTEDT (2019): Die nordwestliche Diepholzer Moorniederung als Rast- und Überwinterungsgebiet für Sing- und Zwergschwäne (*Cygnus cygnus*, *C. bewickii*) 2000/2001 bis 2017/2018. Vogelkd. Ber. Niedersachs 46: 205-226.

Die Rastbestände von Schwänen werden in der nordwestlichen Diepholzer Moorniederung seit dem Winter 2000/2001 erfasst, wobei die Saisonmaxima der überregional zunehmenden Singschwäne zwischen 2000/2001 und 2017/2018 von etwa 120 bis auf über 550 Ind. und die der überregional abnehmenden Zwergschwäne von zunächst unter 100 Ind. auf regelmäßig über 350 und maximal ebenfalls etwa 550 Ind. gestiegen sind. Während Zwergschwäne in den ersten Jahren vor allem auf dem Heimzug auftraten, sind sie jetzt auch auf dem Wegzug und als Überwinterer stärker vertreten. Das Gebiet erreicht derzeit regelmäßig eine internationale Bedeutung als Rastplatz für Zwerg- und eine nationale Bedeutung für Singschwäne.

Schlafplätze liegen überwiegend in Wiedervernässungsflächen im Großen Moor bei Barnstorf sowie im Nördlichen und Mittleren Wietingsmoor, die Nahrungsflächen um diese Moore herum in landwirtschaftlichen Nutzflächen. Es kristallisieren sich langfristig wiederkehrende, offenkundig tradierte Muster der Raumnutzung heraus.

Wie für Westniedersachsen typisch sind Maisstoppelfelder das bevorzugte Nahrungshabitat, deren Bedeutung hat in den letzten Wintern weiter zugenommen. Daneben werden abgerntete Kartoffelfelder, Wintergetreide- und Rapsfelder sowie Grünland genutzt; aquatische Nahrung spielt hingegen keine Rolle. Während im Laufe des Winters Stoppelfelder an Bedeutung verlieren, nimmt der Anteil von Wintergetreide und Raps an den genutzten Nahrungsflächen sowie im Spätwinter auch der von Grünland zu. Zwergschwäne nutzten anfangs deutlich stärker Grünland und weniger Maisstoppelfelder als Singschwäne, mit veränderter Rastphänologie der Zwergschwäne hat sich die Habitatnutzung aber inzwischen weitgehend angeglichen.

V. B., Freiheitsweg 38a, D-49086 Osnabrück, volker.blueml@gmx.de; H. D., Stormstraße 17, D-49624 Lönningen, hermann.dirks@web.de; H. S., Surmskamp 15, D-49424 Goldenstedt-Lutten, holger.schuerstedt@gmx.de.

## Einleitung

Sing- und Zwergschwäne (*Cygnus cygnus*, *C. bewickii*) haben in Niedersachsen zahlreiche bedeutende Durchzugsgebiete sowie Ruheziele, in denen die Überwinterung stattfindet. Während für Singschwäne die Mittelelbe am bedeutsamsten ist, treten Zwergschwäne weiter westlich am stärksten auf (DEGEN et al. 1996, 2009, WAHL & DEGEN 2009). Neben der Mittelelbe-Niederung und umgebenden Mooren, der Thülsfelder Talsperre und dem Hah-

nenmoor hat sich die Diepholzer Moorniederung als ein bedeutsames Rastgebiet im westlichen Niedersachsen entwickelt. Eine erste Auswertung hierzu legten BLÜML et al. (2007) vor.

Bereits die letzte bislang publizierte Synchronzählung von Mitte Januar 2005 mit einem geschätzten Winterbestand von 29.000 Individuen Singschwänen in Deutschland belegt eine annähernde Verdopplung gegenüber dem Zensus im Januar 1995 (WAHL & DEGEN 2009; vgl. LAUBEK et al. 1999). Die Bestands-

anstiege resultieren aus einer großräumigen Zunahme der Brutvorkommen mit einer erheblichen Ausweitung der Brutareale in südwestlicher Richtung (z. B. LAUBEK et al. 1999, NILSSON et al. 1999, WETLANDS INTERNATIONAL 2006, WAHL & DEGEN 2009, BOIKO & KAMPE-PERSSON 2010). Neuere Auswertungen zu einzelnen Rastplätzen belegen seitdem eine weitere deutliche Zunahme (z. B. BLÜML 2013).

Gleichzeitig hat der Durchzugs- und Überwinterungsbestand von Zwergschwänen in Großbritannien und dem nordwestlichen Mitteleuropa stark abgenommen: Nach 1995 ist der Überwinterungsbestand um etwa 40 % zurückgegangen; die Gründe liegen offenbar wesentlich in einem verringerten Bruterfolg in der europäischen und westsibirischen Arktis (vgl. VAN DER WINDEN et al. 2005, REES 2006, WETLANDS INTERNATIONAL 2006, REES & BEEKMAN 2010, NAGY et al. 2012, WOOD et al. 2018, HORNMAN et al. 2019). Noch nicht abschließend geklärt ist aber eine mögliche teilweise Verlagerung der Ruheziele in das Evros-Delta im griechisch-türkischen Grenzgebiet; Farbringablesungen belegen Wechsel zumindest einzelner Individuen mit west-mitteleuropäischen Ruhezielen (VANGELUWE et al. 2017).

Da gegenüber der Auswertung von BLÜML et al. (2007) für die Winter 2000/01 bis 2006/07 die Rastbestände beider Schwanenarten in der Diepholzer Moorniederung deutlich zugenommen haben, wird hier eine aktualisierte Auswertung unter Einbeziehung der bereits publizierten Daten ab 2000/01 bis 2017/18 vorgelegt. Diese sollen zum einen die weitere Entwicklung der Rastbestände und ihrer Phänologie, der Jungvogelanteile sowie der Raum- und Habitatnutzung dokumentieren. Außerdem haben Naturschutzmaßnahmen mit einer fortschreitenden Wiedervernässung von Hochmoorflächen und einem daraus resultierenden größeren Angebot an Überstaufächen mit potenzieller Schlafplatzfunktion für Rastvögel, insbesondere aber auch eine weiter intensivierte landwirtschaftliche Nutzung einschließlich Biomassennutzung sowie projektierte bzw. bereits errichtete Windenergieanlagen und Leitungstrassen die Landschaft deutlich verändert bzw. könnten dies künftig tun. Aufgrund der seit längerem bekannten, starken Bindung der Schwäne an landwirtschaftliche Flächen zur Nahrungssuche (z.B. KEAR 1963, LAUBEK 1995a & 1995b, 1998, NILSSON 1997, REES et al. 1997a & 1997b, BLÜML et al. 2007, MEIER-PEITHMANN 2011,

BLÜML 2013) und der notwendigen Offenheit der Rastplätze ist eine aktuelle Bewertung des Raumes für Gastvögel auch außerhalb der bestehenden, sich vorrangig auf die ungenutzten Hochmoorflächen konzentrierenden Naturschutzgebiete von naturschutzfachlicher sowie landschafts- und raumplanerischer Bedeutung.

## Material und Methoden

### Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet (UG) umfasst eine ca. 360 km<sup>2</sup> große Fläche in den Landkreisen Diepholz und Vechta. Untersucht wurden das Umfeld des Großen Moores bei Barnstorf sowie das des Nördlichen und Mittleren Wietingsmoores; die innerhalb dieses Raumes abgegrenzten fünf Teilräume mit 67 regelmäßig kontrollierten Zählgebieten machen davon ca. 194 km<sup>2</sup> aus (Abb. 1; Gebietsbeschreibung s. auch BLÜML et al. 2007). Die Teilräume sind: 1. Bereiche an der Nordwest-, 2. Süd- und 3. Ostseite des Großen Moores bei Barnstorf (Ostseite einschl. Hunteal unterhalb Barnstorf mit Rüssener Heide), 4. die Flächen im westlichen Umfeld des Mittleren Wietingsmoores (Eydelstedt bis Barver mit Wagenfelder Aue) sowie 5. die Bereiche um das Nördliche Wietingsmoor und nordöstlich des Mittleren Wietingsmoores. Gegenüber BLÜML et al. (2007) wurden die Bereiche nordöstlich von Eydelstedt nun dem Teilraum 5 statt 4 zugeordnet. Gegenüber der damaligen Auswertung wurde eine Reihe neu genutzter bzw. neu entdeckter Nahrungsräume als Zählgebiete zusätzlich abgegrenzt, vor allem um das Nördliche Wietingsmoor sowie südwestlich von Barver. Weiterhin unberücksichtigt bleiben dagegen weitere teils schon 2007 bekannte Rastplätze weiter östlich und südlich im Naturraum Diepholzer Moorniederung und angrenzenden Gebieten. Wesentliches Abgrenzungskriterium für den Untersuchungsraum ist der offenkundige funktionale Zusammenhang mit Schlafplatzgewässern in den vorgenannten Moorkomplexen, während weitere Moore mit Schlafplätzen (u. a. Rehdeger Geestmoor, Neustädter Moor) und den zugehörigen Nahrungsräumen unberücksichtigt bleiben. Dies ist auch der Vergleichbarkeit mit den Untersuchungen bis 2007 und der innerhalb eines Tages abzudeckenden Fläche geschuldet; die Abgrenzung ist aber zu einem gewissen Grad willkürlich.

Naturräumlich liegt das UG innerhalb der Region „Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung“ vorwiegend in der Einheit „Diepholzer Moorniederung“ mit Übergängen in die Einheiten „Clop-penburger Geest“ und „Syker Geest“. Das UG wird von Südwesten nach Norden von der Hunte durchflossen, der die Wagenfelder Aue von Südosten zufließt. Westlich davon liegt das ca. 35 km<sup>2</sup> umfassende Große Moor bei Barnstorf, das aktuell noch weitflächig von industriellem Torfabbau geprägt wird. In Teilbereichen ist es bereits wiedervernässt und weist größere offene Wasserflächen auf, deren Umfang seit Anfang der 2000er-Jahre schrittweise zugenommen hat. Teilbereiche sind als NSG „Goldenstedter Moor“ sowie „Drebbersches Moor“ gesichert. Die Wietingsmoore sind bereits großflächig als NSG ausgewiesen und als einzige Bereiche innerhalb des UG auch Teil des EU-Vogelschutzgebietes V40 „Diepholzer Moorniederung“. Das NSG „Nördliches Wietingsmoor“ weist derzeit noch einen Wechsel aus industriellen Torfabbau auf vielfach überstauten Wiedervernässungsflächen auf, außerdem einzelne natürliche Gewässer (Kolke). Das NSG „Mittleres Wietingsmoor“ ist durch einen Wechsel aus offenen Wiedervernässungen und stärker verbuschten Flächen charakterisiert. Im westlich anschließenden NSG „Freistätter Moor“ liegen im Norden landwirtschaftlich genutzte Grünlandflächen mit eingestreuten kleinen Wäldern. Im Süden und Westen des NSG befinden sich eingeebnete und teilweise wiedervernässte Abtorfungsflächen und Handtorfstiche. Darüber hinaus ist das Gebiet durch einen im Zentrum liegenden, extensiv beweideten Hochmoorgrünlandkomplex gekennzeichnet. In diesem Schutzgebietskomplex fanden in den letzten Jahren in erheblichem Umfang Maßnahmen zur Verbesserung des Wasserhaushaltes und zur weiteren Freistellung statt. Das westlich gelegene NSG „Großes Meer“ südwestlich von Eydelstedt stellt einen ca. 20 ha großen, mesotrophen Flachsee dar, der gelegentlich als Schwanen-Schlafplatz dient. Während längerer Frostperioden frieren alle als Schlafplätze geeigneten Stillgewässer zu. Lediglich die Fließgewässer bleiben teilweise eisfrei und dienen dann in strömungsarmen Abschnitten ersatzweise als Schlafplatz.

Im Umfeld der Hochmoore herrschen degradierte Niedermoore vor, die – wie auch die anschließenden Mineralbodenstandorte – großenteils ackerbaulich genutzt werden und weitflächig offen bzw. nur

schwach mit Gehölzen gegliedert sind, während die Niederungen von Hunte und Wagenfelder Aue bereichsweise einen höheren Gehölzanteil aufweisen. Nur im Süden des Großen Moores bei Barnstorf ist großflächig feuchtes, im Winter teils auch überstautes Grünland im NSG „Boller Moor und Lange Lohe“ gesichert. Ansonsten prägen Mais-, Kartoffel-, Getreide- und in geringerem Maße auch Rapsfelder das Bild, stellenweise finden sich noch Reste von Dauergrünlandflächen, außerdem Grünland- bzw. Ackergras-Ansaaten. Daten über etwaige Verschiebungen der Anbauarten fehlen. Generell ist durch den starken Ausbau der Biogasnutzung praktisch überall im Naturraum jedoch ein weiter verstärkter Maisanbau zu Lasten anderer Anbaufrüchte wie auch zuvor noch als Grünland genutzter Standorte zu verzeichnen. Die bereits bei BLÜML et al. (2007) beschriebene Zunahme einer Ganzpflanzenverwertung von Mais statt einer Körnermaiserte, wobei deutlich weniger Ernterückstände auf den Flächen verbleiben, hat sich offenkundig weiter fortgesetzt. Das Grubbern von Stoppelfeldern vielfach unmittelbar nach der Ernte und zumindest bei trockener Witterung ein Umbruch der Stoppeln noch im Herbst sowie eine Einsaat von Wintergetreide oder Ackergras haben ebenfalls weiter zugenommen.

### Datenaufnahme

Seit dem Winter 2000/2001 erfolgen im UG jeweils im Zeitraum Mitte/Ende Oktober bis Mitte/Ende März durch die Autoren zumeist wöchentlich, mindestens aber einmal pro Monatsdekade Zählungen von Schwänen, Gänsen (*Anser* spp.) und Kranichen (*Grus grus*). In dieser Arbeit werden die bereits bei BLÜML et al. (2007) berücksichtigten Winter 2000/2001 bis 2006/2007 sowie die weiteren Winter bis einschließlich 2017/2018 für Sing- und Zwergschwäne ausgewertet. Während in den ersten Jahren fortlaufend neue Rastflächen von Schwänen erschlossen bzw. von den Beobachtern neu entdeckt wurden, hat sich das Rastgeschehen in den 2010er-Jahren weiter auf andere Teile der Diepholzer Moorniederung ausgedehnt, die nur teilweise im Rahmen der Zählungen berücksichtigt werden konnten und aufgrund der Vergleichbarkeit mit früheren Erfassungen hier nicht mit ausgewertet wurden (s. o.).

An den Zähltagen wurde das UG tagsüber von einem Zähler mit dem Auto abgefahren, um die

Bestände nahrungssuchender Schwäne zu erfassen. Die Zählgebiete wurden auf Basis der von Schwänen genutzten Bereiche abgegrenzt und anhand erkennbarer Geländestrukturen (vor allem Straßen) unterteilt.

Für nahezu jeden Schwanentrupp wurden die Jungvogelanteile und die Nahrungshabitate notiert. Nur noch gelegentlich erfolgten in den letzten Jahren zu Beginn der Zählfahrten morgendliche Schlafplatzzählungen zur Ermittlung des Gesamtbestandes und der Ermittlung von Nahrungsflächen über die beobachteten Abflugrichtungen.

### Auswertung

Zur Auswertung wurden Dekadenmaxima zugrunde gelegt, d. h. es wird für die Zeiträume 01.-10., 11.-20. und 21.-Ende jeden Monats die Zählung mit dem zahlenmäßig höchsten Ergebnis ausgewertet.

Zur Darstellung der Phänologie wurden die Mittelwerte der Dekadenmaxima aus den 18 untersuchten Wintern 2000/01-2017/18 gebildet sowie die Zahl der Vogeltage berechnet. Hierzu wurden die Werte für alle Tage zwischen den Zählungen interpoliert, dabei wurden die fehlenden Werte in SPSS 11.0 aufgefüllt. Die so ermittelten Vogeltage je Saison beschreiben den tatsächlichen Rastbestand besser als die Saisonmaxima allein (vgl. RÖSNER 1993, BLÜML 2013).

Die Jungvogelanteile werden jeweils über die Rast-saison kumuliert, d.h. alle bei den Dekadenzählungen eines Winters nach Alter unterschiedenen Vögel addiert.

Zur Beschreibung des Zusammenhangs zwischen Witterung und Habitatwahl wurden die Tiefsttemperaturen der Zähltage herangezogen; diese betreffen i. d. R. die Werte in den frühen Morgenstunden, also kurz vor dem Abflug der Schwäne auf die Nahrungsflächen. Die Werte beziehen sich auf die Wetterstation Diepholz und wurden <https://www.wetterkontor.de/> entnommen.

Raumnutzung und Habitatwahl werden monats- und saisonweise ausgewertet. Dazu werden die Einzelzählungen für jedes Habitat sowie für jedes Zählgebiet bzw. jeden Teilraum addiert.

Nur im Jahr 2013 wurden noch am 01.04. Sing- und Zwergschwäne registriert. Die April-Bestände sind in den Phänologie-Diagrammen entsprechend dargestellt, bei den Auswertungen hinsichtlich Raum- und Habitatnutzung sowie Jungvogelanteilen wurden die Daten hingegen dem Monat März zugeordnet.

Geringfügige Unterschiede in der Gesamtzahl (n) der für verschiedene Auswertungen berücksichtigten Individuen ergeben sich daraus, dass im Einzelfall größere, zumeist auch nach Alter ausgezählte Schlafplatzbestände als später auf den Nahrungsflächen gefundene Vögel den Tagesbestand bildeten bzw. bei einzelnen ausgezählten und einem Zählgebiet zugeordneten Trupps Alt- und Jungvögel nicht unterschieden oder das Nahrungshabitat nicht notiert wurden, diese Trupps aber jeweils in die übrigen Auswertungen eingeflossen sind.

### Ergebnisse

#### Singschwan

Bestandsgröße und -entwicklung, Jungvogelanteile

Die Maximalbestände rastender Singschwäne erhöhten sich im Untersuchungszeitraum kontinuierlich (Tab. 1): Waren es Anfang der 2000er Jahre zunächst noch unter 150 Ind., rasteten ab dem Winter 2002/03 alljährlich über 200 Ind. Ab 2012/13 erhöhten sich die Saisonmaxima allwinterlich deutlich, der bisher festgestellte Höchstbestand am 24.01.2016 betrug 553 Ind.

Zunächst annähernd proportional dazu stieg auch die Zahl der Vogeltage, d. h. die Bestände nahmen über die gesamte Rastperiode zu (Tab. 1). 2006/07 bis 2011/12 lag jedoch die Zahl der Vogeltage trotz in etwa konstanter Maximalbestände wieder niedriger, d. h. die Vögel verweilten im Mittel weniger lange im Gebiet. Ab 2012/13 stiegen dann nicht nur die Saisonmaxima, sondern auch die Zahl der Vogeltage wieder deutlich an. Nur im sehr milden Winter 2017/18 blieben die Zahl der Vogeltage wie auch das Saisonmaximum deutlich unter denen der Vorsaisons.

Der Jungvogelanteil schwankte zwischen 10,7 und 25,8 %, zumeist zwischen etwa 15 und 20 % (Tab. 1; Mittelwert über alle Saisons 18,6 %, Stan-

Tab. 1: Maximalbestände, Vogeltage und Jungvogelanteile von Singschwänen im Untersuchungsgebiet. – *Maximum numbers, bird days and percentages of juveniles of Whooper Swans.*

Saison	Maximalbestand	Anzahl Vogeltage	Anteil juv. % (nach Alter unterschiedene Ind.)
2000/01	121	8.120	23,1 (793)
2001/02	137	10.353	24,6 (1.032)
2002/03	208	19.415	25,8 (1.941)
2003/04	223	20.338	13,7 (2.012)
2004/05	225	20.290	18,5 (2.028)
2005/06	324	26.608	17,2 (2.661)
2006/07	253	16.300	10,7 (1.605)
2007/08	305	20.428	19,9 (2.327)
2008/09	368	18.504	14,1 (2.185)
2009/10	332	22.596	14,3 (2.678)
2010/11	215	15.888	19,8 (1.504)
2011/12	269	18.292	16,0 (2.168)
2012/13	415	32.883	20,6 (3.941)
2013/14	356	23.385	20,8 (2.971)
2014/15	462	28.560	22,6 (3.502)
2015/16	553	24.364	18,8 (2.996)
2016/17	479	25.595	20,0 (2.544)
2017/18	296	13.561	14,7 (1.426)

dardabweichung 4,1 %). Über die Rastsaisons hinweg nahm der Anteil im Mittel von Oktober bis März stetig zu (Abb. 2).

#### Jahreszeitliches Auftreten

Die ersten Singschwäne wurden zumeist in den letzten Oktobertagen beobachtet, frühestens am 13.10.2007. Nach der Ankunft stiegen die Rastbestände fast kontinuierlich an. Die Maxima wurden zwischen Mitte Januar und Ende Februar erreicht, zumeist Mitte/Ende Januar (Abb. 3). Die letzten Singschwäne verließen zumeist in der 2. oder Anfang der 3. Märzdekade das UG. Nur im extrem langen und kalten Spätwinter 2012/13 wurden noch bis Anfang April Rastbestände registriert.

#### Raumnutzung, Rastdauer

Singschwäne nutzten die Nahrungsräume im Umfeld des Großen Moores (Teilräume 1-3) insgesamt stärker (56,4 % aller Ind., vgl. Abb. 4 oben) als

jene im Umfeld der Wietingsmoore (Teilräume 4 und 5; 43,6 %). Bis 2006/07 war das Verhältnis noch stärker zugunsten des Großen Moores verschoben (68 %/32 %), ab 2014/15 haben besonders die Flächen um das Nördliche Wietingsmoor (Teilraum 5) an Bedeutung gewonnen.

Um das Große Moor herum variiert die Bedeutung der Teilräume nordwestlich, südlich und nordöstlich des Moorkomplexes von Saison zu Saison deutlich (Abb. 4 oben). Die Bereiche im Nordwesten (Teilraum 1) spielten jedoch in den letzten Wintern nur noch eine geringe Rolle. Das Boller Moor und die Lange Lohe (Teilraum 2) wurden 2001/02 und 2002/03 jeweils von etwa 60 % der gezählten Singschwäne genutzt, davor und zunächst auch danach nur in sehr geringem Maße, ab 2010/11 jedoch deutlich konstanter von etwa 15-30 % der Vögel. Die Bereiche nordöstlich des Großen Moores (Ackerflächen im Pulvermoor östlich des Goldenstedter Moores sowie östlich der Hunte im Bereich Rüssener Heide) wurden fast immer von zahlreichen Singschwänen

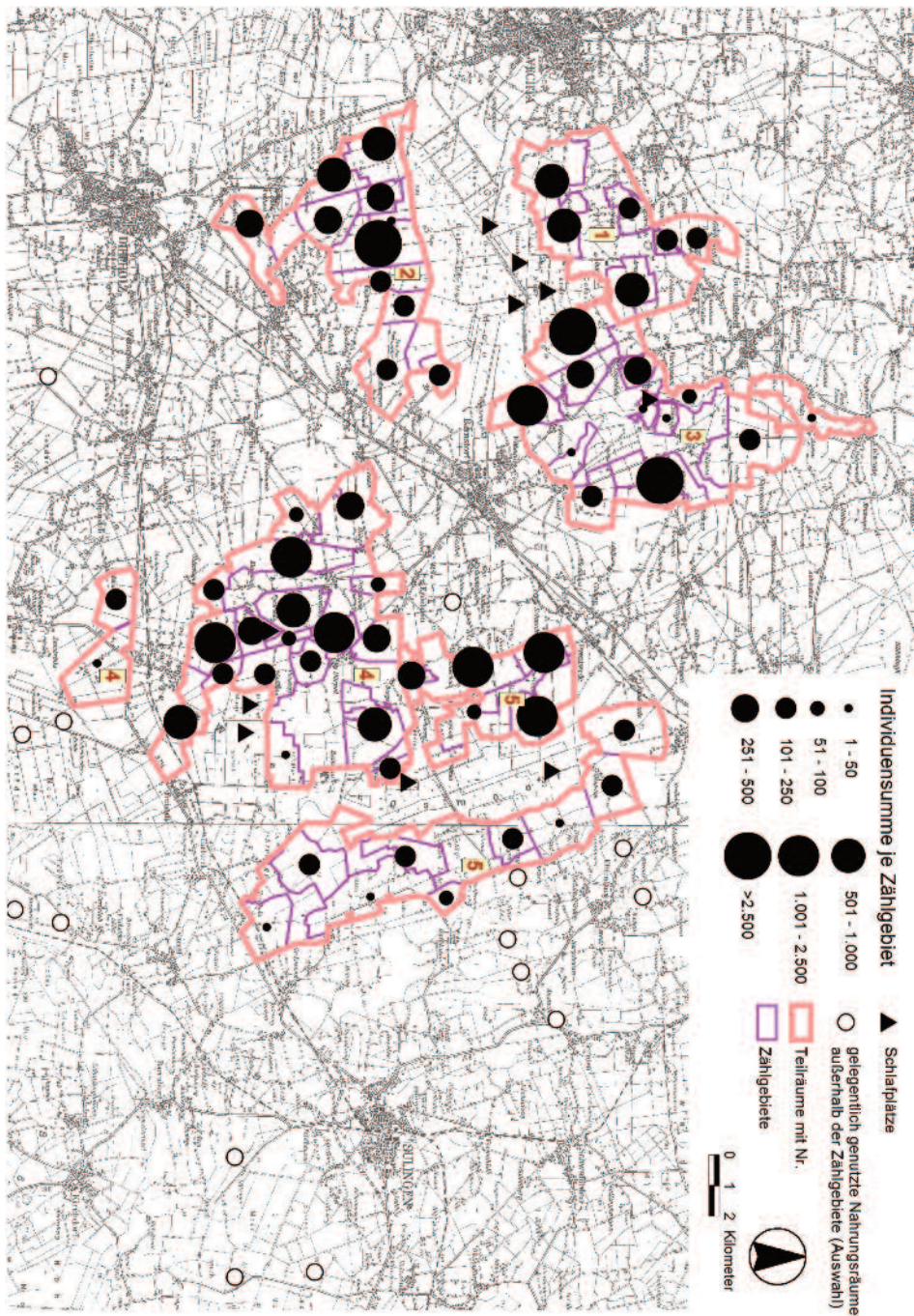


Abb. 1: Raumnutzung nahrungssuchender Singschwäne 2000/01 bis 2017/18 (Individuensummen der Dekadenzählungen je Zählgebiet; n = 36.006). Teilräume: 1: Nordwestseite, 2: Südseite, 3: Ostseite des Großen Moores bei Barnstorf; 4: Westliches Umfeld Mittleres Wietingsmoor; 5: Umfeld Nördliches Wietingsmoor und östlich des Mittleren Wietingsmoores. – *Spatial distribution of feeding Whooper Swans 2000/01-2017/18.*

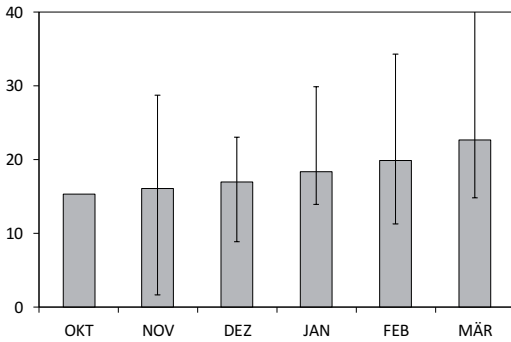


Abb. 2: Mittelwerte (Balken) sowie Maxima und Minima der monatlichen Jungvogelanteile von Singschwänen (n = 36.472 Ind.). – *Average, maximum and minimum juvenile percentages of Whooper Swans per month.*

genutzt, seit 2014/15 allerdings kaum noch. Nach 2006/07 sind u.a. auch Bereiche östlich/nordöstlich von Goldenstedt als neue Nahrungsräume hinzugekommen (Abb. 1).

Flächen westlich des Mittleren Wietingsmoores wurden in allen Wintern genutzt, ab Ende 2014 verstärkt auch Flächen um das Nördliche Wietingsmoor. Neben den bereits vor 2007/08 bekannten Nahrungsräumen wurden ab 2014/15 auch Flächen nördlich des letztgenannten Hochmoorkomplexes angefliegen (Abb. 1).

Jahreszeitlich betrachtet ergibt sich ohne wesentliche Änderungen zur Auswertung bis 2006/07 (BLÜML et al. 2007) ein klares Muster (Abb. 4 unten): Die meisten im Oktober rastenden Singschwäne wurden im Umfeld des Großen Moores registriert. Auch im November und Dezember sind es noch im Mittel aller Winter über 70 % der Singschwäne, die dort rasten, im Januar im Mittel noch über die Hälfte der Vögel. Die Nutzung der Flächen um die Wietingsmoore steigt jedoch von November bis März kontinuierlich, im März rasten schließlich im Mittel nur noch 25,7 % der Singschwäne im Umfeld des Großen Moores. Die Verlagerung findet

in erster Linie auf Flächen rund um das Mittlere Wietingsmoor statt; die Flächen um das Nördliche Wietingsmoor werden zwischen November und März in von Jahr zu Jahr wechselndem Maße, im Mittel über alle Jahre aber in jedem dieser Monate ähnlich stark genutzt.

Habitatwahl

Singschwäne nutzen zur Nahrungssuche in erster Linie abgeerntete Maisfelder (41,9 %) und Wintergetreidefelder (25,1 %). Hinzu kommen Rapsfelder (16,3 %) und Grünland (13,4 %), unbedeutende Anteile haben zudem Kartoffelstoppelfelder (2,9 %) sowie Getreidestoppelfelder, Ackerbrachen und Schwarzäcker (zusammen 0,4 %, Abb. 5 oben). Saisonal gibt es dabei erhebliche Unterschiede (Abb. 5 oben): Der Anteil von Maisstoppelfeldern kann im Extremfall unter 5 % liegen (2003/04) oder aber über 90 % (2000/01). Besonders stark wurde dieser Habitattyp in den ersten drei Untersuchungswintern genutzt, gefolgt von sieben Wintern (2003/04 bis 2009/10) mit unterdurchschnittlichen Anteilen. Danach erhöhte sich der Anteil wieder, schwankte aber von Jahr zu Jahr deutlich. 2017/18 wurden Maisstoppeln dann wieder besonders stark genutzt.

Eine anteilig geringe Nutzung von Maisstoppelfeldern ging einher mit einer stärkeren Nutzung von Wintergetreide- und teilweise auch Rapsfeldern, wobei

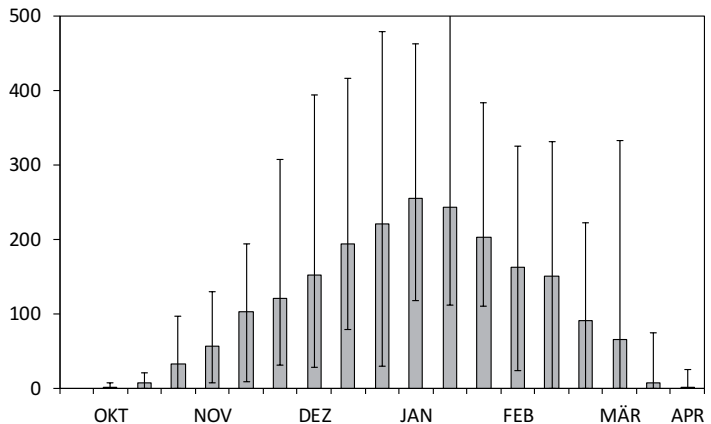


Abb. 3: Mittelwerte (Balken) der Dekadenmaxima sowie Dekadenminima und -maxima von Singschwänen 2000/01 bis 2017/18. – *Average maximum numbers of Whooper Swans per month decades.*

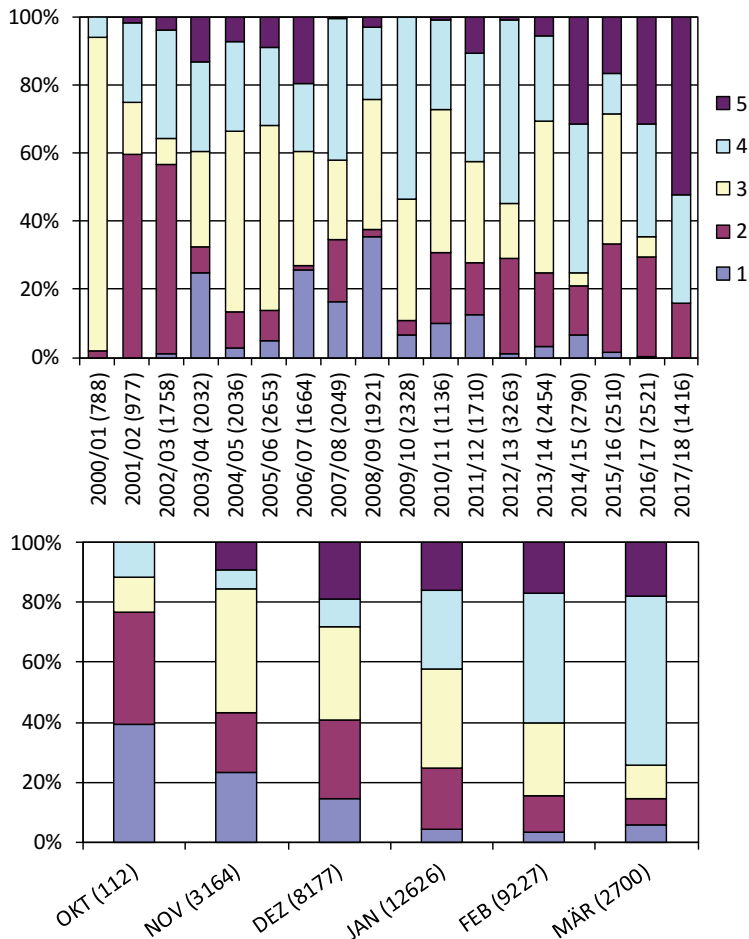


Abb. 4: Verteilung der nahrungssuchenden Singschwäne auf die Teilräume: Individuensummen je Saison (oben) und Monaten (unten) 2000/01 bis 2017/18 (n = 36.006 Ind.). Zur Nummerierung der Teilräume vgl. Abb. 1. – *Spatial distribution of feeding Whooper Swans per season and per month.*

letztere letztmalig 2009/10 von über 40 %, danach stets von weniger als 20 % der Singschwäne und 2017/18 überhaupt nicht genutzt wurden. Kartoffelstoppelfelder wurden nach 2008/09 kaum noch genutzt, beim Grünland ist kein Trend zu erkennen.

Über die Saison hinweg kann die Nutzung bestimmter Habitats nach Verfügbarkeit nahrungsreicher Maisstoppelfelder und Witterung erheblich variieren, es zeigt sich jedoch ein klares Grundmuster (Abb. 5 unten): Maisstoppelfelder haben im Herbst eine überragende Bedeutung, im Oktober fressen Singschwäne fast ausschließlich auf Stoppelfeldern,

neben Mais teilweise in geringem Maße auch Kartoffeln. In den Folgemonaten nimmt der Anteil der Maisstoppelfelder kontinuierlich von im Mittel noch etwa 80 % im November bis auf etwa 20 % im März ab. Ebenso kontinuierlich nimmt der Anteil des Grünlandes zu, das im November noch keine Rolle spielt (1,1 %), im März aber von 28,2 % der Singschwäne zur Nahrungssuche genutzt wird. Auch Rapsfelder werden über die Saison hinweg kontinuierlich stärker genutzt, beim Wintergetreide verläuft die Zunahme zunächst ähnlich, jedoch sinkt dessen Bedeutung im März wieder.



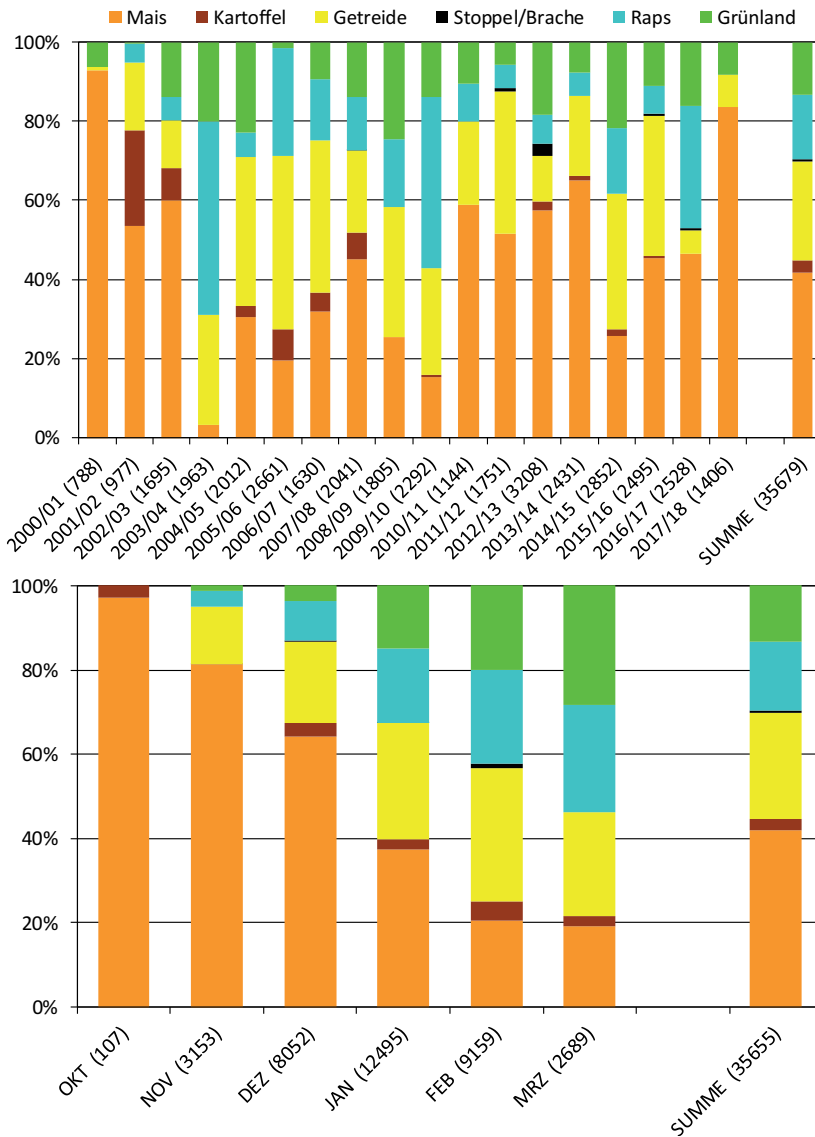


Abb. 5: Habitatwahl von Singschwänen je Saison (oben) und je Monat (unten) 2000/01 bis 2017/18. In Klammern ist die Zahl der gezählten Individuen angegeben. Vereinzelt genutzte Rübenfelder sind mit Rapsfeldern zusammengefasst. – Patterns of habitat use of Whooper Swans per season and per month.

Maisstoppelfelder wurden nach Nächten mit Tiefsttemperaturen bis  $-11^{\circ}\text{C}$  aufgesucht, erst nach noch kälteren Nächten wichen die Singschwäne nahezu komplett auf Wintergetreide aus, wobei die Stichprobe allerdings nur noch klein ist (Abb. 6). Raps und Grünland werden bei leichtem Frost stärker genutzt, die Nutzung von Maisstoppelfeldern steigt proportional zur Tiefsttemperatur.

#### Trupprößen

Kleine Trupps von maximal zehn Vögeln wurden am häufigsten gezählt, gefolgt von Trupps mit 11-20 Ind. Trupps bis 120 Ind. traten ebenfalls noch häufiger auf (mind. 18 Trupps je Trupprößenklasse), maximal wurden 355 Ind. in einem Trupp gezählt (Abb. 7). Bezogen auf die Gesamtzahl der Individuen

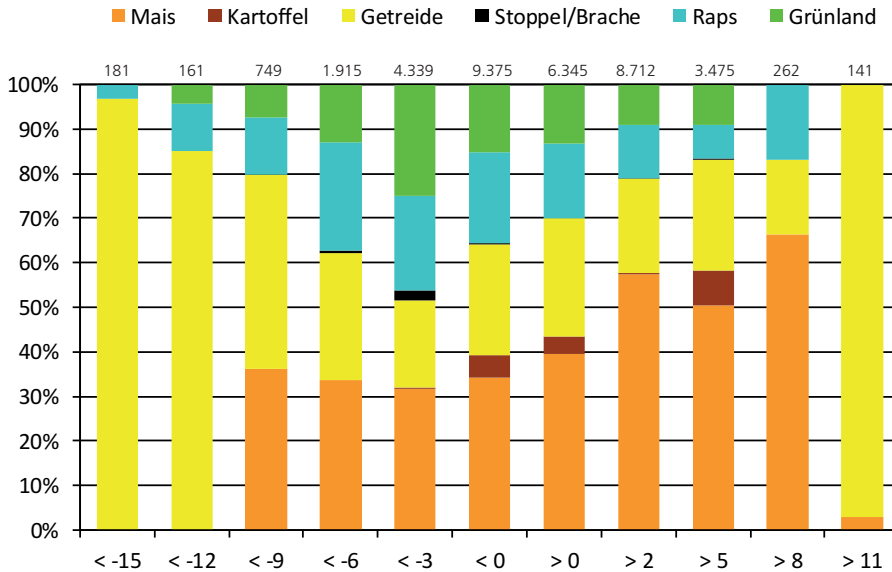


Abb. 6: Habitatwahl von Singschwänen in Abhängigkeit von der Tiefsttemperatur der vorangegangenen Nacht (n=35.655, die Anzahl der beobachteten Vögel (n) für die jeweilige Temperatur ist über den Säulen angegeben) – *Habitat choice of Whooper Swans in relation to the lowest temperature of the previous night.*

hielten sich etwa gleich viele Vögel in Trupps von weniger als zehn bis ca. 120 Ind. auf; noch größere Trupps wurden so selten registriert, dass diese nach Truppsgrößenklassen summiert nur vergleichsweise wenige Individuen umfassen. Die durchschnittliche Truppsgröße betrug 33,1 Ind.

Mit zunehmender Truppsgröße blieb der Jungvogelanteil nahezu konstant (Rang-Korrelationskoeffizient nach SPEARMAN:  $r = 0,02$ ,  $p = 0,94$ ,  $n = 1.082$ ). Familien neigten also nicht generell dazu, sich von größeren Trupps zu separieren.

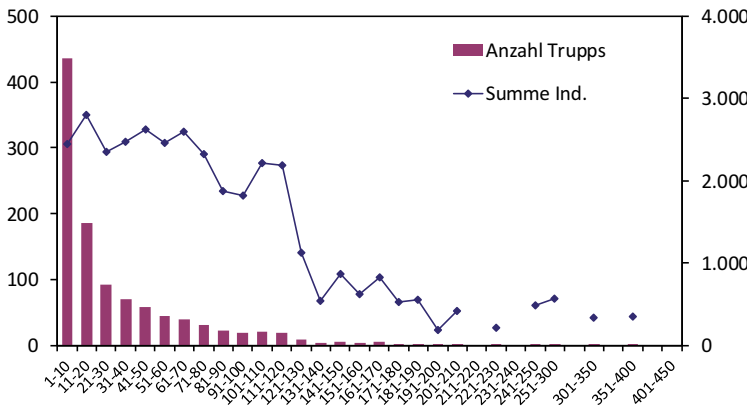


Abb. 7: Häufigkeitsverteilung der Truppsgrößen nahrungssuchender Singschwäne (Säulen, gruppiert in Zehnerschritten, n=1.082 Trupps) und Summe der Vögel pro Truppsgrößenklasse (Rauten, n=35.682 Ind.). – *Flock sizes of feeding Whooper Swans.*

### Zwergschwan

Bestandsgröße und -entwicklung, Jungvogelanteile

Während in den ersten beiden untersuchten Wintern die Maximalbestände noch unter 100 Ind. lagen, stabilisierten sie sich bis 2004/05 bei knapp über 100 Ind. und erreichten ab 2005/06 zunächst nicht allwinterlich 200 Ind. Ab 2011 kam es dann erneut zu einer deutlichen Steigerung: Seit 2012/13 rasteten mit Ausnahme der Saison 2016/17 stets über 350 Ind. im Ge-

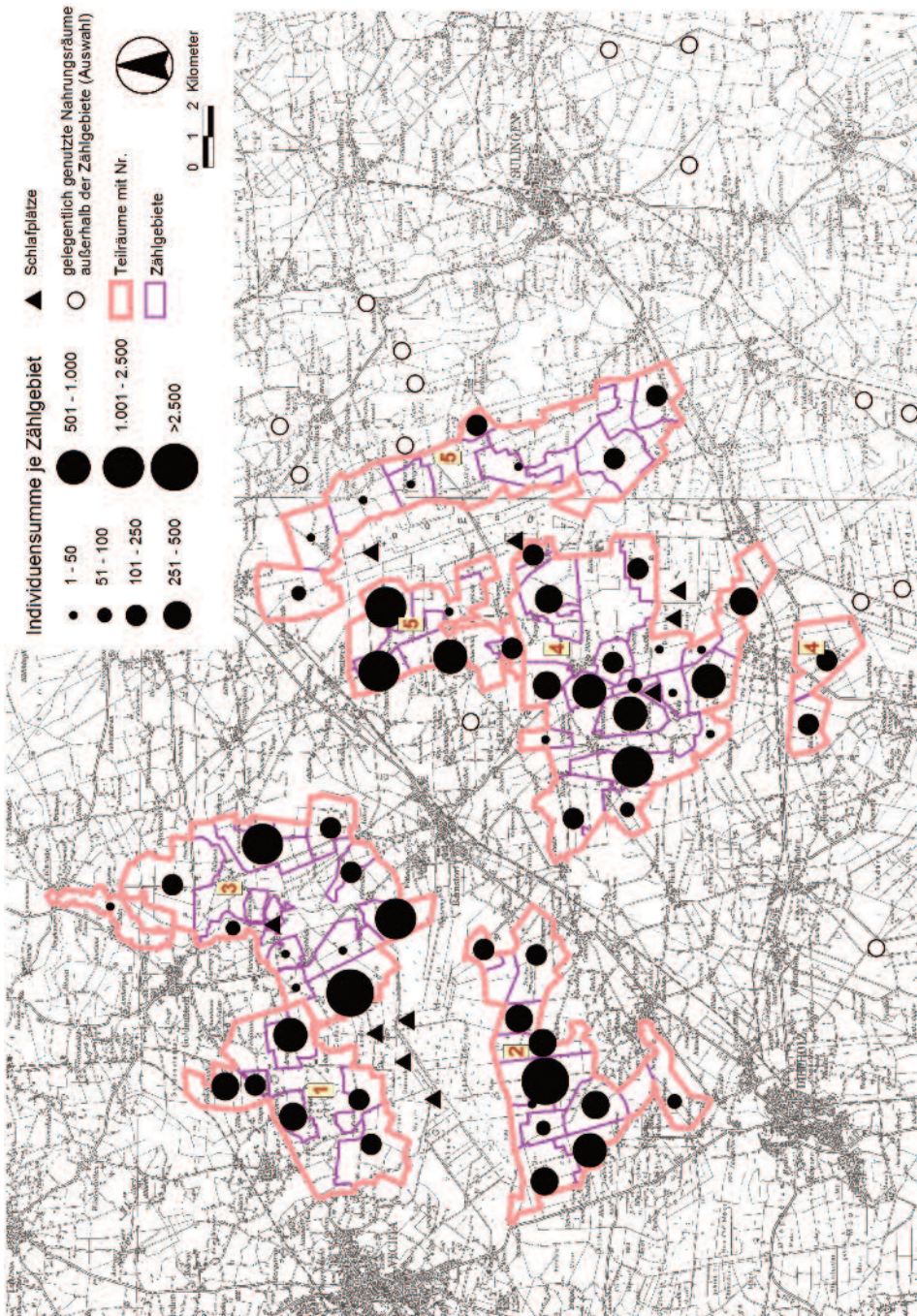


Abb. 8: Raumnutzung nahrungssuchender Zwergschwäne 2000/01 bis 2017/18 (Individuen-summen der Dekaden-zählungen je Zählgebiet; n = 25.362; weitere Erläuterungen s. Abb. 1). – *Spatial distribution of feeding Bewick's Swans 2000/01-2017/18.*

Tab. 2: Maximalbestände, Vogeltage und Jungvogelanteile von Zwergschwänen im Untersuchungsgebiet. – *Maximum numbers, bird days and percentages of juveniles of Bewick's Swans.*

Saison	Maximalbestand	Anzahl Vogeltage	Anteil juv. % (nach Alter unterschiedene Ind.)
2000/01	52	1.589	19,7 (157)
2001/02	76	3.178	32,8 (326)
2002/03	125	4.159	18,6 (414)
2003/04	105	4.506	14,3 (453)
2004/05	115	7.368	18,6 (742)
2005/06	205	7.235	17,5 (753)
2006/07	143	10.195	22,1 (1.098)
2007/08	130	7.267	3,6 (742)
2008/09	201	9.480	10,7 (1.170)
2009/10	203	10.542	9,9 (1.050)
2010/11	172	6.804	5,2 (522)
2011/12	289	21.136	14,7 (2.554)
2012/13	439	20.208	12,8 (2.428)
2013/14	555	29.970	17,8 (3.772)
2014/15	386	30.493	10,3 (3.558)
2015/16	511	34.230	11,0 (3.955)
2016/17	264	19.398	12,3 (2.020)
2017/18	363	25.754	3,9 (2.541)

biet, das bisherige Maximum wurde am 04.01.2014 mit 555 Ind. verzeichnet (Tab. 2).

Dementsprechend erhöhte sich auch die Zahl der Vogeltage stark, bis 2009/10 stiegen die Werte

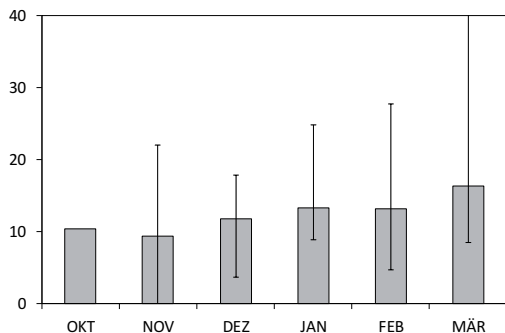


Abb. 9: Mittelwerte (Balken) sowie Maxima und Minima der monatlichen Jungvogelanteile von Zwergschwänen (n = 25.950 Ind.). – *Average, maximum and minimum juvenile percentages of Bewick's Swans per month.*

nahezu allwinterlich, überschritten die Marke von 10.000 Vogeltagen aber allenfalls knapp, während die Werte bei Singschwänen zumeist mindestens doppelt so hoch, teils bis über viermal höher lagen (Tab. 2). Ab 2012/13 wurden dann allwinterlich knapp 20.000 bis über 30.000 Vogeltage erreicht und die Werte für Singschwäne in fünf Wintern sogar übertroffen, im milden Winter 2017/18 lag der Wert für die Zwergschwäne sogar fast doppelt so hoch wie der für die Singschwäne (vgl. Tab. 1).

Der Jungvogelanteil schwankte zwischen 3,6 und 32,8 %, zumeist zwischen knapp 15 und etwa 20 % (Tab. 2; Mittelwert über alle Saisons 14,2 %, Standardabweichung 7,1 %). Über die Rastsaisons hinweg nahm der Anteil im Mittel von Oktober bis März zu (Abb. 9).

#### Jahreszeitliches Auftreten

Die ersten Zwergschwäne kamen im Spätherbst meist einige Tage später als die ersten Singschwäne

an, die früheste Beobachtung datiert vom 26.10.2003.

Im Mittel aller untersuchten Winter stiegen die Rastbestände bis Ende Dezember/Anfang Januar kontinuierlich an. Ein zweiter Gipfel deutet sich Ende Februar an (Abb. 10). Im Gegensatz dazu wurden die Maxima im Zeitraum 2000/01 bis 2006/07 erst im Februar bis Anfang März erreicht, während der Wegzug deutlich schwächer ausgeprägt war (vgl. BLÜML et al. 2007). In den Wintern danach erhöhten sich die Wegzugbestände bis in den Mittwinter hinein besonders stark; hohe Bestände über die Saison hinweg drücken sich auch in den stark gestiegenen Zahlen für die Vogeltage aus (s.o.). Der Heimzug ist zumeist bis Mitte März weitgehend abgeschlossen, in der letzten Märzdekade wurden nie über 100 Ind. registriert. Nur im sehr kalten Spätwinter 2013/14 blieben bis Anfang April Zwergschwäne im Gebiet.

### Raumnutzung

Die räumliche Verteilung der Zwergschwäne weicht von der der Singschwäne kaum ab (Abb. 8 und 11): 57,3 % aller Zwergschwäne wurden um das Große Moor (Teilräume 1-3) registriert, was sich nahezu mit dem Anteil bei den Singschwänen deckt (56,4 %, s.o.). Zwischen den einzelnen Wintern variiert die Raumnutzung bei Zwergschwänen besonders stark; das Umfeld des Großen Moores wurde in mehreren Saisons von über 80 % aller im jeweiligen Winter gezählten Vögel genutzt, im Winter 2014/15 hingegen von weniger als 30 %. Seit 2014/15 wird von beiden Schwanenarten das Umfeld des Nördlichen Wietingsmoores stärker genutzt.

Wie bei den Singschwänen steigert sich die Bedeutung der Bereiche um die Wietingsmoore (Teilräume 4 und 5) im Saisonverlauf (Abb. 11 unten), Zwergschwäne nutzen dabei die Gebiete nordwestlich und südlich des Großen Moores im Oktober und November weniger stark als die Gebiete nordöstlich dieses Moores. Ab Februar rastet ein Großteil der Zwergschwäne zumeist im Umfeld des Mittleren

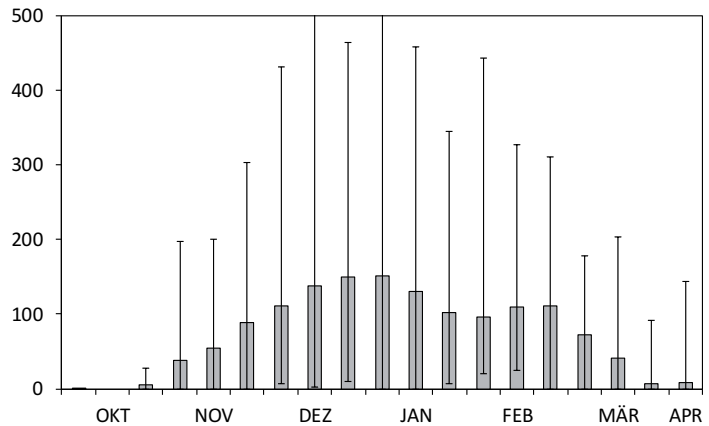


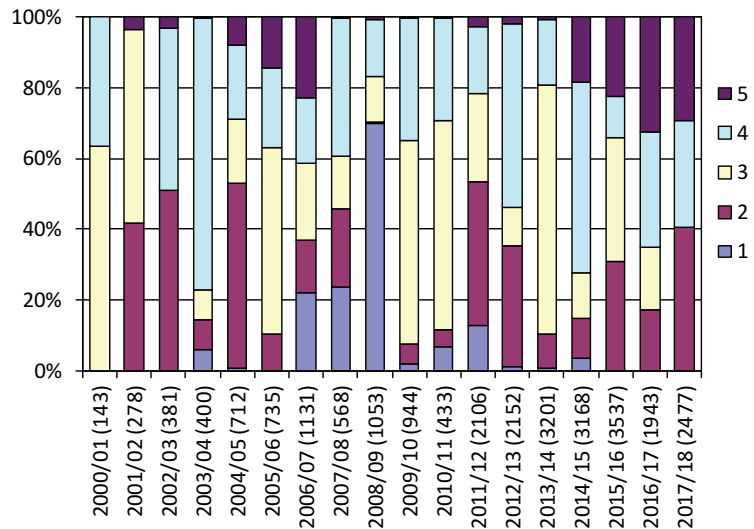
Abb. 10: Mittelwerte (Balken) der Dekadenmaxima sowie Dekadenminima und -maxima von Zwergschwänen 2000/01 bis 2017/18. – *Average maximum numbers of Bewick's Swans per month decades.*

Wietingsmoores. Die bis 2006/07 beobachteten Muster der räumlichen Verteilung der Schwäne haben sich dabei kaum verändert.

### Habitatwahl

Zwergschwäne nutzen die gleichen Nahrungshabitats wie Singschwäne. Deutliche Unterschiede gibt es jedoch beim Grünland, das 20,3 % aller beobachteten Zwerg-, aber nur 13,4 % aller Singschwäne nutzten. Hingegen werden Rapsfelder nur von 5,3 % der Zwergschwäne, aber 16,3 % der Singschwäne genutzt (Abb. 12 unten). Während Maisstoppfelder bis 2006/07 von Zwergschwänen anteilig deutlich weniger genutzt werden als von Singschwänen (22,1 % zu 34,0 %), sind es über den gesamten Untersuchungszeitraum anteilig mehr (46,4 %) aller Zwerg- als Singschwäne (41,9 %), die diesen Habitattyp nutzten. Die Bedeutung von Maisstoppfeldern hat sich bei Zwergschwänen in den letzten Wintern zwischen 40 und 60 %, in einzelnen Wintern bis zu 80 % eingependelt; zwischen den beiden Schwanenarten sind die genutzten Habitats in einigen Wintern deutlich ungleich repräsentiert (Abb. 12 oben, vgl. Abb. 5 oben). Über den Saisonverlauf hinweg verlieren Maisstoppfelder bei Zwergschwänen noch stärker an Bedeutung als bei Singschwänen, im Gegenzug werden Wintergetreide und ab Januar besonders auch Grünland kontinuierlich bedeutender (Abb. 12 unten, vgl. Abb. 5 unten).

Genauso wie Singschwäne nutzen auch Zwergschwäne Maisstoppelfelder nach Nächten mit Tiefsttemperaturen bis unter  $-11^{\circ}\text{C}$ , die wenigen nach noch kälteren Nächten gezählten Vögel nutzen vor allem Raps und Grünland (Abb. 13). Ebenfalls nutzen beide Arten Raps und Grünland stärker bei leichtem Frost, die Nutzung von Maisstoppelfeldern steigt aber nicht so kontinuierlich mit zunehmenden Tiefsttemperaturen an wie bei Singschwänen.



### Trupprößen

Wie bei Singschwänen wurden kleine Trupps von maximal zehn Vögeln am häufigsten gezählt, gefolgt von Trupps mit 11-20 Ind. Trupps bis 90 Ind. traten ebenfalls noch häufiger auf (mind. 12 Trupps je Trupprößenklasse), maximal wurden 441 Ind. in einem Trupp gezählt (Abb. 14). Die durchschnittliche Truppröße betrug 37,1 Ind., d. h. Zwergschwäne rasten im Mittel in etwas größeren Trupps als Singschwäne und neigen etwas häufiger dazu, in sehr großen Trupps (> 200 Ind.: 17 Trupps) zu rasten als Singschwäne (9 Trupps mit > 200 Ind.).

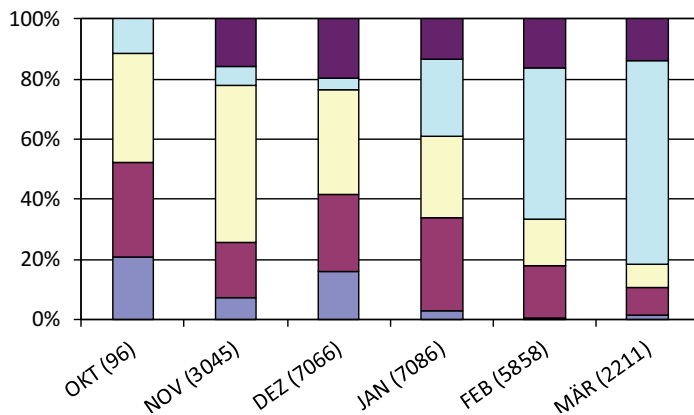


Abb. 11: Verteilung der nahrungssuchenden Zwergschwäne auf die Teilräume: Individuensummen je Saison (oben) und Monaten (unten) 2000/01 bis 2017/18 ( $n = 25.362$  Ind.). Zur Nummerierung der Teilräume vgl. Abb. 7. – *Spatial distribution of feeding Bewick's Swans per season and per month.*

## Diskussion

### Singschwan

Bestandsgröße und -entwicklung, Jungvogelanteile

Parallel zur positiven Bestandsentwicklung in den europäischen Brutgebieten sowie Ruhezielen (vgl. WETLANDS INTERNATIONAL 2006, WAHL & DEGEN 2009, BOIKO et al. 2014, NILSSON 2014) nahmen die Bestände auch im UG deutlich zu. Das Kriterium für eine nationale Bedeutung als Rastgebiet (250 Ind.,

Mit zunehmender Truppröße nahm der Jungvogelanteil höchstsignifikant ab (Rang-Korrelationskoeffizient nach SPEARMAN:  $r = -0,227$ ,  $p < 0,001$ ,  $n = 676$ ). Im Gegensatz zu Singschwänen (s.o.) separieren sich bei Zwergschwänen also Familienverbände tendenziell von größeren Trupps.

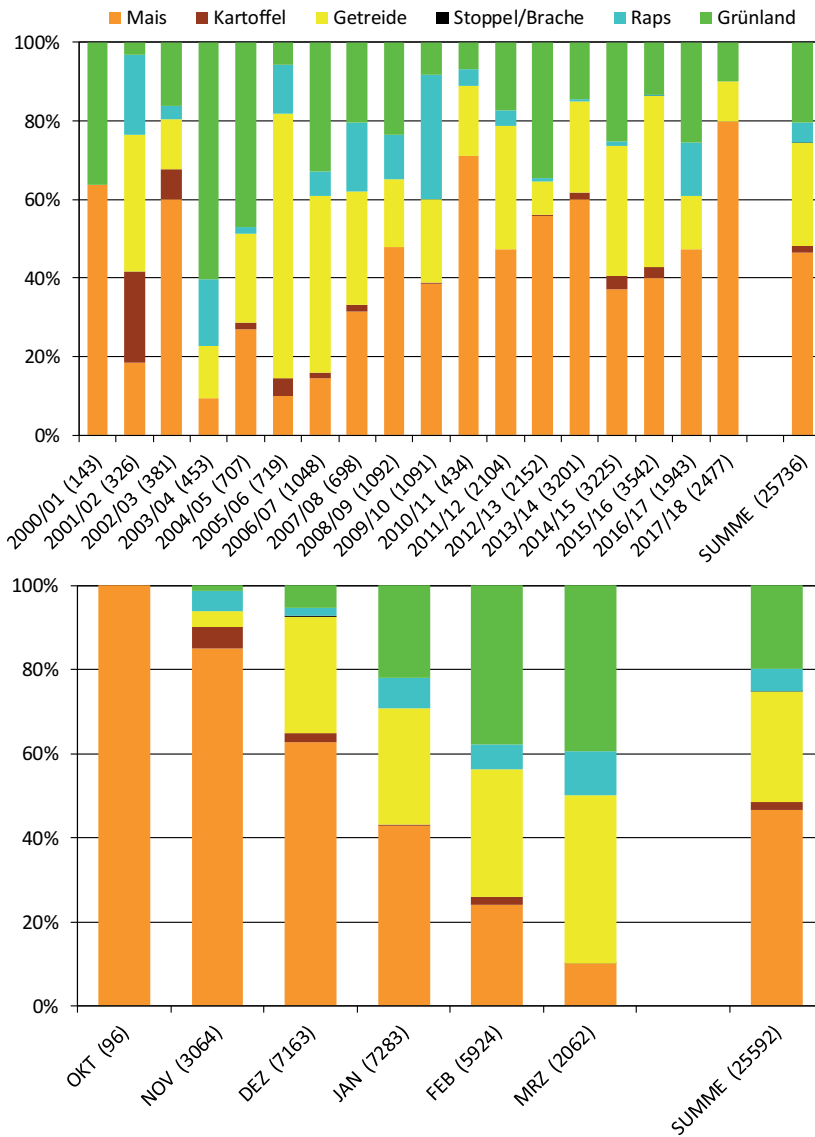


Abb. 12: Habitatwahl von Zwergschwänen je Saison (oben) und je Monat (unten) 2000/01 bis 2017/18. In Klammern ist die Zahl der gezählten Individuen angegeben. Vereinzelt genutzte Rübenfelder sind mit Rapsfeldern zusammengefasst. – *Patterns of habitat use of Bewick's Swans per season and per month.*

KRÜGER et al. 2013) wurde seit 2005/06 in zwölf von 13 Wintern überschritten, so dass der Rastplatz als national bedeutsam zu klassifizieren ist. Die Bestandszunahme verlief dabei noch stärker als z. B. im ca. 35 km südwestlich gelegenen mittleren Hasetal (vgl. BLÜML 2013).

Dabei entwickelten sich Maximalbestände und Vögeltagte zunächst in etwa positiv proportional (Tab. 1), d. h. eine entsprechend größere Zahl von Vögeln verweilte mit ähnlich langer Rastdauer im Gebiet. Nach 2012/13 sank jedoch der Quotient aus Vögeltagen und Saisonmaximum deutlich, d.h. große Singschwan-Bestände verweilten nicht mehr so

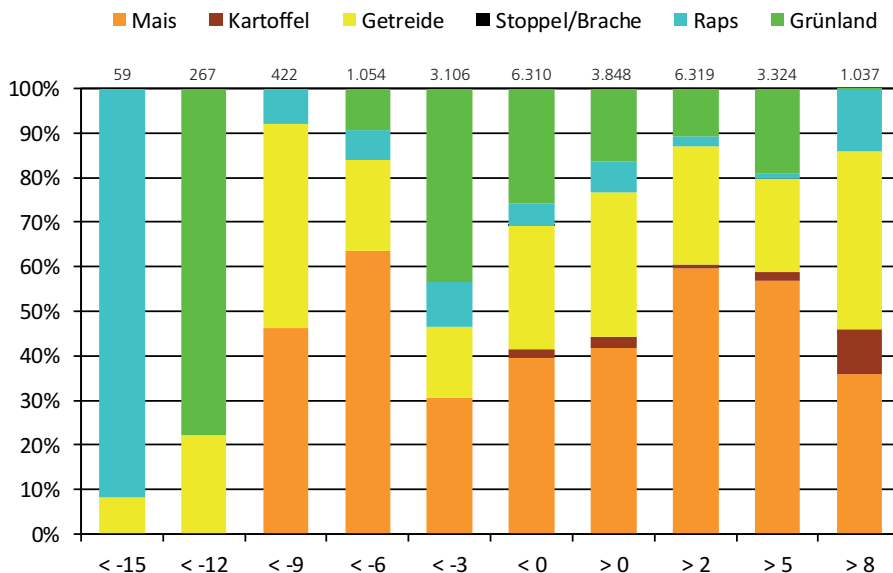


Abb. 13: Habitatwahl von Zwergschwänen in Abhängigkeit von der Tiefsttemperatur der vorangegangenen Nacht (n=25.736, das n für die jeweilige Temperatur ist über den Säulen angegeben) – *Habitat choice of Bewick's Swans in relation to the lowest temperature of the previous night.*

lange im Gebiet, die Maxima bestanden kurzfristiger als in früheren Jahren.

Als Ursache für die positive Rastbestandsentwicklung der Singschwäne wie auch der überregional zurückgehenden Zwergschwäne (s. u.) im UG ab Anfang der 2000er Jahre wurde zunächst vor allem die gestiegene Attraktivität als Rastgebiet mit einem sich stetig vergrößernden Angebot an überstauten Wiedervernäsungsflächen, die als sichere Schlafplätze nutzbar sind, angenommen (BLÜML et al. 2007). Bereits in jenem Zeitraum waren die Zunahmen größer als in anderen nordwestdeutschen Rastgebieten. Dabei wurde die Kapazität des Gebietes aber offenkundig noch nicht ausgeschöpft, denn die weiteren Bestandszunahmen nach 2006 betreffen im Wesentlichen die-

selben Schlafplätze und Nahrungsflächen, die auch Anfang der 2000er Jahre bereits genutzt wurden. Zu erkennen ist allerdings in gewissem Umfang eine Verlagerung in den Bereich um das Nördliche Wietingsmoor (s. auch Raumnutzung), d. h. eine verstärkte Nutzung früher nur gering genutzter Flächen.

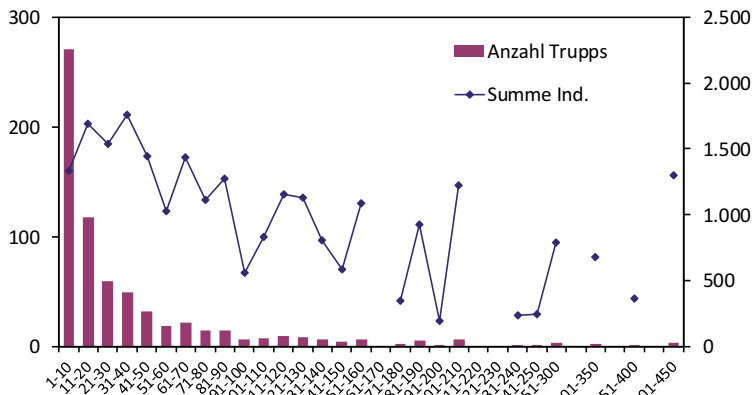


Abb. 14: Häufigkeitsverteilung der Truppgößen nahrungssuchender Zwergschwäne (Säulen, gruppiert in Zehnerschritten, n=676 Trupps) und Summe der Vögel pro Truppgößenklasse (Rauten, n=25.063 Ind.). – *Flock sizes of feeding Bewick's Swans.*



Der jährliche Jungvogelanteil schwankt erheblich und ist besonders von der Witterung, den Wasserständen und dem Nahrungsangebot in den Brutgebieten abhängig. Aber auch die Härte des Winters hat einen Einfluss auf die Fitness in der darauf folgenden Brutsaison (BRAZIL 2003, vgl. auch REES 2006), was hier allerdings nicht weiter untersucht wurde. Mit zunehmenden Rastbeständen und damit größerer Stichprobe wurden die Schwankungen in den letzten Wintern tendenziell geringer. Im Mittel aller Untersuchungswinter lag der Jungvogelanteil nur geringfügig niedriger als im benachbarten Hasetal über einen leicht abweichenden Untersuchungszeitraum (1991/92 - 2012/13: 19,3 %, BLÜML 2013). Dort waren jedoch keine Anstiege der Jungvogel-Anteile über die Saison hinweg zu beobachten, die Vögel zogen aber auch zumeist früher ab als aus der Diepholzer Moorniederung. Da Familien generell dazu neigen, länger am Ruheziel zu verweilen als Singschwäne mit anderem sozialen Status (BLACK & REES 1984), erklärt sich der zum Frühjahr hin kontinuierlich steigende Jungvogelanteil.

Jahreszeitliches Auftreten, Ortstreue und Beziehungen zu anderen Rastplätzen

Die Phänologie zeigt erwartungsgemäß deutliche Parallelen zu anderen nordwestdeutschen Rastplätzen (DEGEN et al. in Vorber.); bereits bei BLÜML et al. (2007) konnte aus den langen Verweildauern individuell markierter Vögel belegt werden, dass dieser Raum von Singschwänen überwiegend als Ruheziel genutzt wird, an dem die Überwinterung stattfindet (vgl. BERTHOLD 2000). Gegenüber dem südwestlich benachbarten Hasetal (vgl. BLÜML 2013) liegen die Saisonmaxima jahreszeitlich später, während an der Mittelelbe entsprechend ihrer Lage weiter östlich die Bestände vor allem im Februar und bis Anfang März besonders hoch sind (DEGEN et al. 2009), wenn viele Vögel von weiter westlich gelegenen Rastplätzen wie der Diepholzer Moorniederung bereits dorthin weitergezogen sind.

Raumnutzung

Bereits in der ersten Auswertung des lokalen Rastgeschehens bis 2006/07 wurde eine im Vergleich verschiedener Saisons zueinander ähnliche Raumnutzung mit einer typischen Abfolge in der Nutzung bestimmter Teilräume erkannt. Zwar ist von ras-

tenden Gänsen bekannt, dass sie ihre Nahrungsflächen in den Durchzugsgebieten und Ruhezielen häufig wechseln und die Raumnutzung durch Dekadenzählungen kaum zuverlässig zu beschreiben ist (vgl. SPILLING 1998, BORBACH-JAENE & KRUCKENBERG 2002). Bei Schwänen werden Nahrungsflächen jedoch häufig über mehrere Wochen am Stück genutzt (eig. Beob.). Die im UG beobachteten Regelmäßigkeiten in der saisonalen Raumnutzung sprechen weder für einen wesentlichen Einfluss der Verfügbarkeit bestimmter Nahrungshabitats oder einzelner ergiebiger Nahrungsflächen, noch von Störungen (BLÜML et al. 2007). Auch eine Konkurrenz mit Kranichen und Gänsen um Schlafplätze oder Nahrungsflächen wie 2007 diskutiert scheidet weitgehend aus, da auch diese Rastvogelarten weit über den Naturraum verteilt auftreten. Trotz der Zunahmen sowohl von Schwänen als auch Gänsen und Kranichen und der für alle Arten geltenden Bevorzugung von Maisstoppelfeldern hat deren anteilige Nutzung durch Schwäne gegenüber der Auswertung 2007 weder über die Jahre hinweg noch verstärkt innerhalb der Saisons abgenommen (s. u.). Der Bereich Boller Moor/Lange Lohe/Dreeker Fladder (Teilraum 2) südlich des Großen Moores bei Barnstorf wird im Herbst besonders stark von Kranichen genutzt (OBRACAY 2016, eig. Daten). Die Nutzung dieses Bereiches durch Singschwäne zeigte in den ersten Jahren starke Schwankungen, hat sich ab 2010/2011 aber deutlich stabilisiert (Abb. 4 oben). Auf eine Verknappung von Nahrungsressourcen gibt es langjährig somit entgegen früherer eigener Vermutungen (BLÜML et al. 2007) keine Hinweise. Die in der damaligen Auswertung angenommene Tradierung bestimmter Raumnutzungsmuster nach erfolgreicher Überwinterung einschließlich Weitergabe der Informationen an die Jungvögel bestätigt sich hingegen offenkundig. Stärker als bis 2006/07 nimmt aber in der aktuellen Auswertung die Nutzung der Flächen um das Große Moor bei Barnstorf über die jeweiligen Winter hinweg ab. Zudem haben in den letzten Jahren Flächen um das Nördliche Wietingsmoor an Bedeutung gewonnen, die im Mittel aller Jahre aber nicht zu bestimmten Jahreszeiten bevorzugt werden. Hierin drückt sich vermutlich eine stärkere Verteilung der Vögel über den Raum im Zuge steigender Rastbestände aus, auch dürften verbesserte Schlafplatzbedingungen mit fortschreitender Wiedervernässung im Nördlichen Wietingsmoor diese Entwicklung begünstigen.

Die Tradierung der Raumnutzungsmuster steht im Gegensatz zum benachbarten Hasetal/Großen Moor bei Vörden, wo sich die in geringeren Zahlen überwinternden Singschwäne häufig an einem Tag auf ein bis zwei Nahrungsflächen konzentrieren und dabei je nach lokaler Verfügbarkeit nahrungsreicher Maisstoppelfelder und eisfreier, ausreichend wassergefüllter Schlafplatzgewässer häufig und ohne klare saisonale Muster zwischen verschiedenen Flächen wechseln (vgl. BLÜML 2013).

Die alljährlich im Spätwinter zu beobachtende Verlagerung von den Bereichen im Umfeld des Großen Moores in den Bereich um das Nördliche und Mittlere Wietingsmoor zeigt, dass der gesamte Raum sowohl aus biologischer als auch aus naturschutzfachlicher und landschaftsplanerischer Sicht als ein Rastplatz zu werten ist. Dies wird von den zahlreichen, z. T. mehrfachen Ortswechseln individuell markierter Vögeln unterstrichen (vgl. BLÜML et al. 2007; s. auch weitere Beispiele von einem benachbarten Rastplatz bei BLÜML 2013) und dabei aufgrund der geringen Beringungsquote und Ringablesefrequenz sicher noch unterschätzt. Ähnliche Beziehungen stellte z. B. KRUCKENBERG (2004) für Blässgänse (*Anser albifrons*) im Ems-Dollart-Raum dar und leitet daraus grundlegende Aspekte großräumiger Schutzerfordernisse ab, die für die Diepholzer Moorniederung auch weiterhin in entsprechender Weise gelten. Diese Aspekte sind bei Planungen etwa von Freileitungen und Windenergieanlagen unbedingt zu berücksichtigen, und zwar nicht nur für die Nahrungsflächen selbst, sondern auch für die regelmäßigen Schlafplatz-/Nahrungsflächenverbindungen sowie großräumiger für die Austauschkorridore zwischen den Nahrungsräumen, wie teils häufige lokale Ortswechsel markierter Individuen gezeigt haben (vgl. BLÜML et al. 2007).

#### Habitatwahl

Die Nutzung von Maisstoppelfeldern durch Sing- und Zwergschwäne war - im Gegensatz zur Situation bei Gänsen und Kranichen - lange Zeit ein regionales Phänomen (BLÜML & BRINKSCHRÖDER 1995, LAUBEK et al. 1999). Erst ab 2005 ist eine regelmäßige und anteilig steigende Nutzung dieses Habitattyps auch östlich der Weser belegt (DEGEN et al. 2009, WAHL & DEGEN 2009, MEIER-PEITHMANN 2011, STENSCHKE & BOIKO 2013).

Verschiedene Faktoren wie geänderte Ernteverfahren, früherer Umbruch der Maisstoppelfelder (s. Gebietsbeschreibung) und steigende Rastbestände von Schwänen, Gänsen und Kranichen lassen eigentlich eine Verknappung dieser Nahrungsressource vermuten. Mais ist eine sehr energiereiche Nahrung, die benötigte Zeit für die Nahrungsaufnahme ist in der Regel geringer als auf Raps- oder Wintergetreidefeldern (BLÜML & DEGEN 2002). Die Menge der verfügbaren Erntereste kann aber sehr stark schwanken; auf einem Teil der Maisstoppelfelder finden sich nahezu keine aufnehmbaren Ernterückstände (CLAUSEN et al. 2018a). Tatsächlich ist jedoch im UG kein Rückgang der anteiligen Nutzung dieses Habitattyps festzustellen, und unter Berücksichtigung der steigenden Rastbestände werden Maisstoppelfelder durch Sing- und Zwergschwäne sogar deutlich stärker genutzt als Anfang der 2000er Jahre.

Kartoffelstoppelfelder werden hingegen nur noch zu geringen Anteilen und nur noch in einzelnen Jahren genutzt. Ihr Anteil war jedoch im Gegensatz zum Emsland (DEGEN 1996, WAHL & DEGEN 2009) in der Diepholzer Moorniederung stets gering; in Dänemark und auf den Britischen Inseln werden solche Flächen hingegen gerne angenommen (REES et al. 1997a & 1997b, LAUBEK et al. 1999, HALL et al. 2016, CLAUSEN et al. 2018a).

Dagegen ist die Nahrungssuche auf Raps, Wintergetreide und Grünland im gesamten nordwesteuropäischen Raum verbreitet (z. B. REES et al. 1997a & 1997b, LAUBEK et al. 1999, BRAZIL 2003) und entspricht auch der Situation in anderen Teilen Niedersachsens (vgl. DEGEN et al. 1996, DEGEN et al. 2009, WAHL & DEGEN 2009). Während Mitte der 1990er-Jahre Raps auch andernorts zur wichtigsten Nahrungspflanze wurde (z. B. REES et al. 1997b) und an der Mittelelbe lange Zeit eine überragende Bedeutung hatte (DEGEN et al. 2009), ist im UG neben Mais auch Wintergetreide bedeutsamer, das auch überregional an Bedeutung gewonnen hat (z. B. NILSSON 1997, CHISHOLM & SPRAY 2002).

#### Trupprößen

Trotz deutlich gestiegener Bestände hat gegenüber den ersten Untersuchungswintern die durchschnittliche Truppröße leicht abgenommen (2000/01 bis 2006/07: 36 Ind., BLÜML et al. 2007; gesamter

Zeitraum 33,1 Ind.), wengleich die maximale Truppgroße von 293 auf 355 Ind. zugenommen hat. Die Singschwäne neigen also dazu, sich stärker im Raum zu verteilen. Weiterhin entspricht die durchschnittliche Truppgroße aber weitgehend den von BRAZIL (1981, 2003) ermittelten Werten bei in Schottland überwinternden Brutvögeln aus Island. Sehr große Trupps aus mehreren hundert Vögeln sind dabei keine Seltenheit und auch im UG zu beobachten.

### Zwergschwan

Bestandsgröße und -entwicklung, Jungvogelanteile

Das derzeit gültige Kriterium für eine internationale Bedeutung als Rastgebiet (200 Ind.; WETLANDS INTERNATIONAL 2006, KRÜGER et al. 2013) wurde erstmals 2005/06 und seit 2008/09 in neun von zehn Wintern erreicht, so dass mittlerweile ein international bedeutsames Zwergschwan-Vorkommen in der Diepholzer Moorniederung besteht. 2012/13 bis 2015/16 wurden sogar Maxima von knapp 400 bis 555 Ind. registriert. Diese sehr starke Zunahme fällt in einen Zeitraum deutlichen Bestandsrückgangs in Nordwesteuropa (s. Einleitung). In Niedersachsen kam es dabei in küstennahen Rastgebieten ebenfalls zu starken Rückgängen der Durchzugs- und Überwinterungsbestände, so u.a. in der Hunteniederung bei Oldenburg, wo Zwergschwäne überwiegend auf Grünland rasten (KRÜGER 2008). Einige Jahre später nahmen die Maxima im UG wie auch im Hahnenmoor-Gebiet, an der Thülsfelder Talsperre und dem mittleren Hasetal/Großen Moor bei Vörden deutlich zu (LIEBL & GRÜTZMANN 2016, DEGEN et al. in Vorber., eig. Daten), so dass Durchzug und Überwinterung nun verstärkt ca. 30-70 km weiter südlich in vorwiegend ackerbaulich geprägten Rastplatzkomplexen stattfinden. Im gleichen Zeitraum verstetigte sich ein hoher Anteil von Maisstoppfeldern an den genutzten Nahungshabitaten in der Diepholzer Moorniederung, was auf einen wichtigen Einfluss geänderter Habitatpräferenzen auf die Wahl von Rast- und Überwinterungsgebieten deutet.

Aus den gleichen Gründen wie bei den Singschwänen (s. o.) sind die Jungvogelanteile deutlichen Schwankungen unterworfen. Im Vergleich zu anderen Rastgebieten waren die Saisonmittel in der Diepholzer Moorniederung ungewöhnlich hoch

(vgl. Degen 2006). Besonders in den Niederlanden, wo sich der Großteil des nordwesteuropäischen Überwinterungsbestandes konzentriert, waren die Jungvogelanteile deutlich niedriger (HORNMAN et al. 2019). Die Diepholzer Moorniederung könnte demnach eine größere Bedeutung für Familien haben, die ohnehin weiter östlich als erfolglose Paare und Nichtbrüter den Winter zu verbringen scheinen (DEGEN 2006).

Jahreszeitliches Auftreten

Im UG zeigt sich über den betrachteten Zeitraum hinweg deutlich die Änderung des Zug- und Überwinterungsverhaltens besonders in milden Wintern: Dominierte Anfang der 2000er-Jahre noch der Heimzug das Auftreten, sind mittlerweile die Wegzug- bis Mittwinterbestände oft ähnlich groß. Viele Vögel erreichen mittlerweile die Britischen Inseln und selbst die Niederlande nur noch in Kältephasen, ansonsten verweilen sie in Nordwestdeutschland (WAHL & DEGEN 2009, NUIJTEN et al. 2018).

Raumnutzung

Mit der deutlichen Zunahme von Zwergschwänen im UG auch im Mittwinter hat sich die Raumnutzung noch mehr jener der Singschwäne angeglichen, daran ändert auch das zunehmende Auftreten großer, weitgehend artreiner Trupps nichts. Ein wesentlicher Faktor dürfte die deutlich verstärkte Nutzung von Maisstoppfeldern durch Zwergschwäne sein (s. Habitatwahl). Allerdings ist die tendenzielle Verlagerung im Saisonverlauf vom Großen Moor hin zu den Wietingsmooren nicht so deutlich ausgeprägt wie bei den Singschwänen.

Habitatwahl

Besonders auffällig ist, dass Zwergschwäne bis 2006/07 anteilig weniger, mittlerweile aber stärker Maisstoppfelder nutzen als Singschwäne (vgl. BLÜML et al. 2007). Dies resultiert einerseits daraus, dass Zwergschwäne früher vor allem auf dem Heimzug im UG rasteten, wenn saisonal bedingt beide Schwanenarten weniger stark Maisstoppfelder nutzen. Hinzu kommt aber offenkundig auch eine insgesamt später als bei Singschwänen vollzogene Umstellung von Grün- auf Ackerland, was sich auch in sinkenden Rastbeständen in traditionellen, küstennäheren und von Grünland ge-

prägten Rastgebieten und einem allerdings um einige Jahre versetzten Bestandsanstieg tiefer im Binnenland ausdrückt (s. o.). In Grundzügen vergleichbar vermochte ein vergrößertes Angebot an nahrungsreichen Maisstoppelfeldern in Südsandinavien die Zug- und Überwinterungsstrategien von Kurzschnabelgänsen (*Anser brachyrhynchus*) deutlich zu verändern (CLAUSEN et al. 2018b).

Dennoch hat Grünland erwartungsgemäß für Zwergschwäne vor allem während des Heimzuges weiterhin eine größere Bedeutung als für Sing- und Zwergschwäne. Die stärkere Nutzung dieses Habitattyps im Frühjahr ist vielfach dokumentiert (z. B. LAUBEK 1995a & 1995b, REES 2006). Nicht weiter zu erklären ist hingegen die geringere Bedeutung von Raps als bei Sing- und Zwergschwänen.

#### Trupfgrößen

Im Vergleich zum Singschwan liegt der Wert für die mittlere Trupfgröße zwar nur geringfügig höher, dafür rasteten Zwergschwäne in Einzelfällen in viel größeren Trupps von bis zu 441 Ind.

Bemerkenswert ist auch, dass im Gegensatz zu Singschwänen, bei denen der Jungvogelanteil über alle Trupfgrößen hinweg nahezu konstant ist, dieser bei Zwergschwänen mit zunehmender Trupfgröße hochsignifikant abnimmt, ohne dass dafür z. B. das jahreszeitliche Auftreten besonders großer Trupps als Erklärung dienen könnte.

#### Dank

Ergänzende Beobachtungsdaten lieferten Ludger Frye, Jürgen Linnhoff, Friedhelm Niemeyer sowie Kerrin und Thorsten Obracay. Axel Degen las das Manuskript kritisch durch.

#### Summary – The northwestern parts of the „Diepholzer Moorniederung“ as roosting and wintering area for Whooper and Bewick’s Swans (*Cygnus cygnus*, *C. columbianus*)

The populations of roosting swans have been monitored in the north-western parts of the “Diepholzer Moorniederung” since winter 2000/2001. The seasonal maxima of Whooper Swan – supra-regionally increasing in numbers – rose from about 120 individuals to more than 550 individuals between

2000/2001 and 2017/2018. The seasonal maxima of Bewick’s Swans, supra-regionally decreasing, also raised from at first less than 100 individuals to regularly more than 350 individuals with a maximum of 550 individuals. Whereas in the first years Bewick’s Swans were present especially during spring stopover, they now overwinter in greater numbers or rest on their way to their winter ranges. At present, the area regularly reaches the status of international importance as resting site for Bewick’s Swans and Whooper Swans.

Sleeping places are situated mainly in rewetted areas of the “Großes Moor” near Barnstorf and in the “Nördliches Wietingsmoor” and “Mittleres Wietingsmoor”. Feeding places exist in agriculturally used areas around the moors. In the long term, recurring and obviously traditional patterns of using the area have been crystallizing.

Maize stubble fields are the preferred foraging habitat, which is typical of Western Lower Saxony.

During the last winters this trend has further increased. In addition, harvested potato fields, cornfields and rape fields, as well as grassland, are used, whereas aquatic food is of no importance. While in the course of winter stubble fields become less important, winter cereals and rape, as well as grassland, become more important.

Bewick’s Swans at first used more often grassland and less often stubble maize fields than Whooper Swans, but in the course of the changing resting phenology the habitat use of Bewick’s Swans has meanwhile largely been adapted to that of Whooper Swans.

#### Literatur

- BERTHOLD, P. (2000): Vogelzug – Eine aktuelle Gesamtübersicht. 4. Aufl., Darmstadt.
- BLACK, J. M. & E. C. REES (1984): The structure and behaviour of the Whooper Swan population wintering at Caerlaverock, Dumfries and Galloway, Scotland: an introductory study. *Wildfowl* 35: 21-36.
- BLÜML, V. (2013): Bestandsentwicklung, Phänologie, Raum- und Habitatnutzung überwinternder Sing- und Zwergschwäne *Cygnus cygnus* im mittleren Hasetal (Westniedersachsen). *Vogelwelt* 134: 181-197.
- BLÜML, V. & W. BRINKSCHRÖDER (1995): Zum Vorkommen

- der Schwäne (*Cygnus* spp.) im mittleren Hasetal. Vogelkd. Ber. Niedersachs. 27: 75-87.
- BLÜML, V. & A. DEGEN (2002): Verhaltensbudgets überwinternder Singschwäne (*Cygnus cygnus*) im mittleren Hasetal (Niedersachsen). Vogelkd. Ber. Niedersachs. 34: 29-42.
- BLÜML, V., A. DEGEN, H. DIRKS & H. SCHÜRSTEDT (2007): Die nordwestliche Diepholzer Moorniederung als Rast- und Überwinterungsgebiet für Schwäne (*Cygnus* spp.). Vogelkd. Ber. Niedersachs. 39: 103-120.
- BOIKO, D. & H. KAMPE-PERSSON (2010): Breeding Whooper Swans *Cygnus cygnus* in Latvia, 1973-2009. Wildfowl 60: 168-177.
- BOIKO, D., H. KAMPE-PERSSON & J. MORKUNAS (2014): Breeding Whooper Swans *Cygnus cygnus* in the Baltic states, 1973-2013: result of a re-colonisation. Wildfowl 64: 207-216.
- BORBACH-JAENE, J. & H. KRUCKENBERG (2002): Heute hier, morgen dort - gibt es wiederkehrende Raumnutzungsmuster bei überwinternden Blässgänsen *Anser albifrons* im Grünland? Vogelwelt 123: 319-326.
- BRAZIL, M.A. (1981): The behavioural ecology of *Cygnus cygnus* in central Scotland. Proc. Sec. Int. Swan Symp. Sapporo: 273-291.
- BRAZIL, M.A. (2003): The Whooper Swan. London.
- CHRISHOLM, H. & C. SPRAY (2002): Habitat Usage and Field Choice by Mute and Whooper Swans in the Tweed Valley, Scotland. Waterbirds 25 (Special Publ. 1): 177-182.
- CLAUSEN, K.K., J. MADSEN, B.A. NOLET & L. HAUGAARD (2018a): Maize stubble as foraging habitat for wintering geese and swans in northern Europe. Agriculture, Ecosystems and Environment 259: 72-76.
- CLAUSEN, K.K., J. MADSEN, F. COTTAAR, E. KUIJKEN & C. VERSCHEURE (2018b): Highly dynamic wintering strategies in migratory geese: coping with environmental change. Global Change Biol. 24: 3214-3225. doi: 10.1111/gcb.14061.
- DEGEN, A. (1996): Raumnutzung und Aktivitätsbudgets von Zwergschwänen (*Cygnus columbianus bewickii*) im Emstal. Diplomarbeit, Universität Osnabrück.
- DEGEN, A. (2006): Konzept zum Aufbau eines Monitorings des Jungvogelanteils bei Schwänen. Unveröff. Gutachten im Auftrag des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten e. V., Osnabrück.
- DEGEN, A., B. KÖNIGSSTEDT & J. WÜBBENHORST (2009): Gastvogelmanagement in der Niedersächsischen Elbtalau – Ergebnisse des Vertragsnaturschutzes 1999 bis 2005. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 29: 3-39.
- DEGEN, A., B.-O. FLORE, J. LUDWIG & P. SÜDBECK (1996): Rastbestände von Höcker-, Zwerg- und Singschwan (*Cygnus olor*, *C. columbianus bewickii*, *C. c. cygnus*) in Niedersachsen: Ergebnisse landesweiter Synchronzählungen im Januar und März 1995. Vogelkd. Ber. Niedersachs. 28: 3-18.
- HALL, C., O. CROWE, G. MCELWAINE, O. EINARSSON, N. CALBRADE & E. REES (2016): Population size and breeding success of the Icelandic Whooper Swan *Cygnus cygnus*: results of the 2015 international census. Wildfowl 66: 75-97.
- HORNMAN, M., F. HUSTINGS, K. KOFFIUBERG, E. VAN WINDEN, P. VAN ELS, A. VAN KLEUNEN, SOVON GANZEN- EN ZWANENWERK GROEP & L. SOLDAAT (2019): Watervogels in Nederland in 2016/2017. Sovon rapport 2019/01, RWS-rapport BM 19.01. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen: 139 S. + Anhang.
- KEAR, J. (1963): The history of potato-eating by wildfowl in Britain. Wildfowl Trust Ann. Rep. 14: 54-65.
- KRUCKENBERG, H. (2004): Raumnutzung individuell markierter Blessgänsen im nordwestlichen Ostfriesland: Hinweise für eine biologisch begründete Abgrenzung von Vogelschutzgebieten. Natur u. Landschaft 79: 309-315.
- KRÜGER, T. (2008): Das Vorkommen des Zwergschwans *Cygnus bewickii* in der Hunteniederung bei Oldenburg (NW-Niedersachsen). Vogelwelt 129: 15-33.
- KRÜGER, T., J. LUDWIG, P. SÜDBECK, J. BLEW & B. OLTMANN (2013): Quantitative Kriterien zur Bewertung von Gastvogellebensräumen in Niedersachsen. Informationsd. Naturschutz Niedersachs. 33: 70-87.
- LAUBEK, B. (1998): The Northwest European Whooper Swan (*Cygnus cygnus*) population: Ecological and management aspects of an expanding waterfowl population. PhD dissertation, University of Aarhus.
- LAUBEK, B. (1995a): Udbredelse og faenologi hos rastende og overvintrende Sang- og Pibesvaner i Danmark 1991-93. Dansk Orn. Foren. Tidsskr. 89: 67-82.
- LAUBEK, B. (1995b): Habitat use by Whooper Swans *Cygnus cygnus* and Bewick's Swans *Cygnus columbianus bewickii* wintering in Denmark: Increasing agricultural conflicts. Wildfowl 46: 8-15.
- LAUBEK, B., L. NILSSON, M. WIELOCH, K. KOFFIUBERG, C. SUDFELDT & A. FOLLESTAD (1999): Distribution, numbers and habitat choice of the NW European Whooper Swan *Cygnus cygnus* population: results of an international census in January 1995. Vogelwelt 120: 141-154.
- LEHN, K. (2009): Zug und Rast des Kranichs *Grus grus* in Niedersachsen 1994-2006. - in: KRÜGER, T. & B. OLTMANN (Hrsg.): Kraniche als Gastvögel in Niedersachsen: Rastvorkommen, Bestandsentwicklung, Schutz und Gefährdung. Naturschutz Landschaftspf. Niedersachs. 44: 12-69.
- LIEBL, E. & J. GRÜTZMANN (2016): Avifaunistische Beobach-

- tungen im Oldenburger Land 2011-2013. Jahresber. Ornithol. Arb.gem. Oldenburg 22: 90-232.
- MEIER-PEITHMANN, W. (2011): Nahrungsökologischer Wandel bei Sing-, Zwerg- und Höckerschwan *Cygnus cygnus*, *C. bewickii*, *C. olor* von 1965 bis 2010 in den Dannenberger Elbbögen. Vogelwelt 132: 57-79.
- NAGY, S., N. PETKOV, E. REES, A. SOLOKHA, G. HILTON, J. BEEKMAN & B. NOLET (2012): International Single Species Action Plan for the Conservation of the Northwest European Population of the Bewick's Swan *Cygnus columbianus bewickii*. AEW Technical Series No. 44., Bonn.
- NILSSON, L. (1997): Changes in numbers and habitat utilization of wintering Whooper Swans *Cygnus cygnus* in Sweden 1964-1997. Ornis Svecica 7: 133-142.
- NILSSON, L. (2014): Long-term trends in the number of Whooper Swans *Cygnus cygnus* breeding and wintering in Sweden. Wildfowl 64: 197-206.
- NILSSON, L., O. ANDERSSON, R. GUSTAFSSON & M. SVENSSON (1999): Increase and changes in distribution of breeding whooper swans *Cygnus cygnus* in northern Sweden from 1972-75 to 1997. Wildfowl 49: 6-17.
- NIJITEN, R.J.M., K.A. WOOD, T. HAITJEMA, E.C. REES & B.A. NOLET (2018): Phenological changes in a migratory swan coping with climate change. 6th International Swan Symposium 16-19 Oct 2018 Tartu, Estonia: Programme and book of abstracts: 52.
- OBRACAY, K. (2016): Die Kranichrast im Großen Moor bei Barnstorf (Landkreise Vechta und Diepholz) in den Jahren 2011 bis 2013. Jahresber. Ornithol. Arb.gem. Oldenburg 22: 81-83.
- REES, E. C., J. S. KIRBY & A. GILBURN (1997a): Site selection by swans wintering in Britain and Ireland; the importance of habitat and geographic location. Ibis 139: 337-352.
- REES, E., O. EINARSSON & B. LAUBEK (1997b): *Cygnus cygnus* - Whooper Swan. BWP Update, Vol. 1, No. 1: 27-35.
- REES, E.C. & J.H. BEEKMAN (2010): Northwest European Bewick's Swans: a population in decline. Brit. Birds 103: 640-650.
- RÖSNER, H.-U. (1993): Monitoring von Nonnen- und Ringelgänsen (*Branta leucopsis*, *B. bernicla*) im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer: Das Gänsejahr 1991/92. Corax 15: 245-260.
- STENSCHKE, N. & D. BOIKO (2013): Untersuchungen an der Winterpopulation des Singschwans *Cygnus cygnus* im Bereich der Mittelelbe in Korrelation mit dem Brutbestand Lettlands. Apus 18: 16-36.
- VANGELUWE, D., S.B. ROZENFELD, S.V. VOLKOV, S. KAZANZIDISC, V.V. MOROSOV, D. ZAMYATINE & G.V. KIRTAEV (2017): Migrations of Bewick's swan (*Cygnus bewickii*): new data of tagging about migration routes, stopovers and wintering sites. Zoologicheskii zhurnal 96: 1230-1242. (in Russisch mit englischem summary).
- WAHL, J. & A. DEGEN (2009): Rastbestand und Verbreitung von Singschwan *Cygnus cygnus* und Zwergschwan *C. bewickii* im Winter 2004/05 in Deutschland. Vogelwelt 130: 1-24.
- WETLANDS INTERNATIONAL (Hrsg.; 2009): Waterbird Population Estimates. Fourth Edition. Wageningen.
- WINDEN, E. VAN DER, M. VAN ROOMEN & K. KOFFJBERG (2005): Ganzen en zwanentrends vanaf 1975/76 en in Vogelrichtlijnggebieden en Watersystemen. SOVON-onderzoeksrapport 2005/12, Beek-Ubbergen.
- WOOD, K.A., J.L. NEWTH, K. BRIDES, M. BURDEKIN, A.L. HARRISON, S. HEAVEN, C. KITCHIN, L. MARSHALL, C. MITCHELL, J. PONTING, D.K. SCOTT, J. SMITH, W. TIJSEN, G.M. HILTON & E.C. REES (2018): Bewick's Swans in NW Europe: do changes in population size reflect changes in food resources?. 6th International Swan Symposium 16-19 Oct 2018 Tartu, Estonia: Programme and book of abstracts: 50.